

不同电子受体反硝化过程中 C/N 对 N₂O 产量的影响

尚会来, 彭永臻*, 张静蓉, 王淑莹

(北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124)

摘要: 试验采用 SBR 反应器, 分别考察了不同 C/N 条件下, 以硝酸盐和亚硝酸盐为电子受体的反硝化过程中 N₂O 产生情况. 投加乙醇作为反硝化碳源, 以硝酸盐为电子受体时调节 C/N 分别为 0、1.2、2.4、3.5、5.0 和 20, 以亚硝酸盐为电子受体时调节 C/N 分别为 0、1.8、2.4、3.0、4.3、5.2、6.6 和 20.6. 结果发现, 以亚硝酸盐为电子受体时, 最佳 C/N 为 3.0, 此时 N₂O 产生量为 0.044 mg·L⁻¹; 以硝酸盐为电子受体时, 最佳 C/N 为 5.0, 此时 N₂O 产生量为 0.135 mg·L⁻¹, 是以亚硝酸盐为电子受体时的 3 倍. 电子受体类型不同时, N₂O 产生量的变化趋势类似: 在碳源严重不足时, 反硝化率和 N₂O 产生量均很低; 碳源相对不足时 N₂O 产生量增加; C/N 过大时, 虽然反硝化速率很快, 但 N₂O 产量也急剧增大. 可见, 与全程硝化反硝化工艺相比, 短程硝化反硝化工艺可节省 40% 碳源, 且控制 C/N = 3, 其反硝化过程产生的 N₂O 远少于全程反硝化.

关键词: 反硝化; 硝酸盐; 亚硝酸盐; C/N; 氧化亚氮

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)07-2007-06

Effect of C/N Ratio on Nitrous Oxide Production During Denitrification with Different Electron Acceptors

SHANG Hui-lai, PENG Yong-zhen, ZHANG Jing-rong, WANG Shu-ying

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: The experiment investigated the nitrous oxide production under different C/N ratios during denitrification, taking nitrate and nitrite as electron acceptor respectively. Ethanol was selected as carbon source. The C/N ratios were 0, 1.2, 2.4, 3.5, 5.0 and 20 when nitrate was taken as electron acceptor and C/N ratios 0, 1.8, 2.4, 3.0, 4.3, 5.2, 6.6, 20.6 when electron acceptor was nitrite. The results indicated that: the optimum C/N ratio was 3.0 taking nitrite as electron acceptor and the N₂O production was 0.044 mg·L⁻¹; the optimum C/N ratio was 5.0 taking nitrate as electron acceptor and the N₂O production was 0.135 mg·L⁻¹ which was 3 times higher than that of nitrite as electron acceptor. Though the electron acceptor changed, the trend of N₂O production was similar: when carbon source was badly insufficient, the production of N₂O and denitrification rate were both quite small; the N₂O production increased with the increasing of the quantity of carbon source; when the carbon source was excessive, the N₂O production sharply raised. Consequently, compared to complete nitrification and denitrification, short cut nitrification and denitrification could save 40% carbon source. Moreover, controlling C/N = 3 could reduce the production of N₂O in short cut nitrification.

Key words: denitrification; nitrate; nitrite; C/N ratio; nitrous oxide

N₂O 是一种重要的温室气体, 可以在污水脱氮过程中释放到大气中^[1]. 它的温室效应为 CO₂ 的 320 倍, 在大气中性质十分稳定, 寿命长达 120 a, 它可以与同温层的氧原子反应, 生成 NO, 这导致了同温层中臭氧的破坏. 污水脱氮过程是 N₂O 的一个重要产生源^[2], 目前文献报道硝化及反硝化过程均可能产生 N₂O^[3,4]. 污水脱氮过程中 N₂O 的产生也越来越受到人们的关注. 碳源量是反硝化反应的重要影响因素, 据报道它也是影响反硝化过程中 N₂O 产量的重要控制参数. 反硝化过程中 C/N 比过低, 严重影响反硝化效率, 而 C/N 比较低时反硝化又不充分, 还有可能导致 N₂O 产量的大幅升高, 但 C/N 比过高又会造成碳源的浪费, 增加运营成本, 甚至影响

出水水质, 因此控制好反硝化过程中 C/N 比, 使其达到最佳的脱氮效果, 最大化减少 N₂O 产量具有很重要的研究意义.

短程硝化反硝化作为污水处理新技术, 其特点就是实现 NO₂⁻-N 的积累, 实现亚硝酸型硝化反硝化. 具有如下优点^[5]: ①对于活性污泥法, 可节省氧供应量约 25%, 降低能耗; ②节省反硝化所需碳源 40%,

收稿日期: 2008-07-28; 修订日期: 2008-09-16

基金项目: “十一五” 国家科技支撑计划重点项目 (2006BAC19B03); 北京市教委科技创新平台项目 (PXM2008_014204_050843); 北京工业大学研究生科技基金项目 (ykyj2007-1063)

作者简介: 尚会来 (1982-), 男, 硕士, 主要研究方向为污水处理过程中温室气体的产生和控制, E-mail: shanghuilai007@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

在 C/N 比一定的情况下提高 TN 去除率; ③减少污泥生成量可达 50%; ④减少投碱量; ⑤缩短反应时间, 相应反应器容积减少. 因此短程硝化反硝化成为废水生物脱氮的一个研究热点, 但 Zeng 等^[6]在研究亚硝酸型同步脱氮除磷工艺过程中发现 N_2O 为脱氮过程中的主要气态终产物. Park 等^[7]同样发现当处理系统中出现 NO_2^- -N 累积时, N_2O 产量较高. 本试验分别针对亚硝酸型反硝化与传统的硝酸型反硝化, 在不同 C/N 比条件下对 N_2O 的产量进行了研究.

根据文献报道, 满足完全反硝化的 COD/N 差别很大, 范围为 4~15^[8]. 国外文献报道的 COD/N 最佳值较低, 范围在 3.4~4^[9], 这是因为国外城市污水的有机物含量 COD 在 600~800 mg/L 之间, 至少也有 300~400 mg/L, 污水的可生化性好. 而国内的报道中最佳 COD/N 值都偏高, 在 5~10 之间^[10], 主要原因是反硝化可利用的碳源不足. 不同碳源作为电子供体, 其最优的 C/N 比值也各不相同^[11]. 这是因为反硝化过程中不同碳源类型, 可被微生物利用的碳源多少不尽相同. 本试验考察了采用乙醇作为反硝化外加碳源, 不同电子受体、不同 C/N 比条件下 N_2O 的产量情况.

1 材料与方 法

1.1 试验用水水质及种泥

试验利用 SBR 反应器和经生活污水长期驯化的污泥, 通过投加 $NaNO_3$ 调节反应器中 NO_3^- -N 质量浓度约 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 投加不同量的乙醇作为反硝化碳源, 调节 C/N 比为 0、1.2、2.4、3.5、5.0 和 20. 通过投加 $NaNO_2$ 调节反应器中 NO_2^- -N 质量浓度约为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 投加不同量乙醇调节 C/N 比为 0、1.8、2.4、3.0、4.3、5.2、6.6 和 20.6. 试验分别研究不同电子受体, 不同 C/N 比条件下 N_2O 的产量情况, 确定硝酸盐和亚硝酸盐为电子受体反硝化时, 以乙醇作为外碳源的最佳 C/N 比及其与 N_2O 产量的关系.

1.2 试验装置与运行

试验所用反应器为圆柱形 SBR 反应器, 混合液总容积为 6 L, 每周期进水 3 L. 反硝化过程中向反应器中鼓吹高纯氮气, 作用是增强反硝化混合程度和帮助将 N_2O 吹脱出混合液. 曝气量为 $60 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, 曝气的同时使用恒温磁力搅拌器提供适度搅拌, 反应器整体密闭, 缺氧阶段的混合气体经干燥除去水分后, 间隔 0.5 h 集于气体采样袋中, 使用气相色谱仪

测定所收气体中的 N_2O , 并用湿式气体流量计测定收集气的体积, 同时在密闭条件下, 取污泥混合液测定溶解性 N_2O (见图 1).

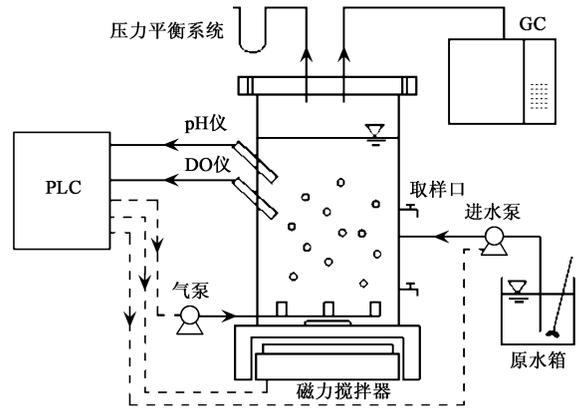


图 1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of experimental system

1.3 分析方法

1.3.1 DO、pH 值和 ORP 测定

分别使用 Multi340i 型 (WTW 公司) 便携式多功能 DO、pH 值和 ORP 测定反应器中 DO、pH 值和 ORP. 试验中 COD、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 和 MLSS 的分析方法均采用标准方法^[12]. TOC 及 TN 使用 multi N/C 3100 型 (Analytik Jena AG 公司) TOC/TN 分析仪测定.

1.3.2 N_2O 测定方法

气态 N_2O 测定: 采用 6890N 型 (Agilent 公司) 气相色谱仪, HP Plot/分子筛 ($30 \text{ m} \times 0.53 \text{ mm} \times 25 \text{ } \mu\text{m}$) 毛细管色谱柱测定 N_2O . 色谱条件: 进样口温度 $110 \text{ }^\circ\text{C}$; 炉温 $180 \text{ }^\circ\text{C}$; ECD 检测器 $300 \text{ }^\circ\text{C}$. 溶解性 N_2O 测定: 溶解于活性污泥混合液中的 N_2O 采用顶空法测定. 在密闭条件下, 将活性污泥混合液经泥水分离后, 加入 0.5 mL 质量浓度为 1000 mg/L 的 $HgCl_2$ 溶液抑制残余微生物的活性; 于水样上部加入 N_2 , 振荡 0.5 h 后, 测定上部气体中的 N_2O 浓度. 根据亨利定律计算溶解性 N_2O 浓度. 本方法参考 Kimochi 等^[13]提出的顶空法并进行了适当改进.

2 结果与分析

试验通过投加 $NaNO_3$ 、 $NaNO_2$ 调节反应器中 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 质量浓度约 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 试验中对反硝化系统的各项水质指标、 N_2O 的释放量及混合液中溶解性 N_2O 等进行了跟踪测定, 同时, 考察不同

C/N 条件下 N₂O 的产量情况. 反硝化过程中 N₂O 的产量包括两部分, 一部分溢出处理系统, 释放于大气; 另一部分溶解于活性污泥混合液中, 即溶解性 N₂O. 诸多因素对实际污水处理反硝化过程中 N₂O 的产生有影响, 而 C/N 比的影响有着其独特的研究意义.

2.1 硝酸盐为电子受体反硝化过程中的 N₂O 产量

由于控制参数条件相同, 试验首先考察了不外加碳源 (C/N 为 0), 利用内源碳源反硝化和投加较少碳源, 维持 C/N 比为 1.2 和 2.4 时 N₂O 的产量情况, 图 2 为 C/N 比 1.2 时一周期内释放的和溶解态 N₂O 的变化规律. 由图 2 可知, 在 120 min 的反硝化中, 释放的 N₂O 量不断升高, 最终达到了 $2.45 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而溶解态 N₂O 量先上升后下降, 上升可能是由于反硝化的进行, NO₃⁻-N 不断地被还原为 NO 和 N₂O, 导致溶解在混合液中的 N₂O 量不断上升, 而下降可能是由于反应后期, 氮气吹脱和 N₂O 还原酶将其还原为氮气的还原作用.

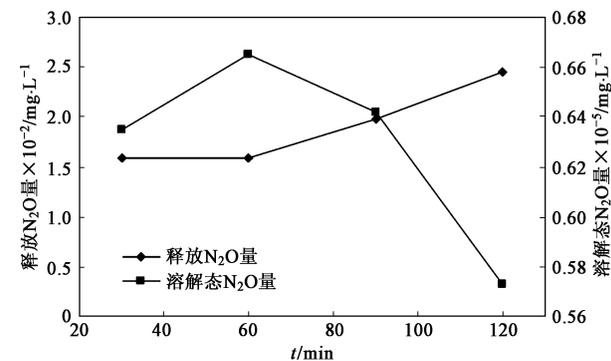


图 2 C/N 比为 1.2 时污水反硝化过程中 N₂O 产生情况

Fig. 2 Production of N₂O with C/N 1.2

图 3 显示了 C/N 比为 0、1.2 和 2.4 条件下, N₂O 的产量情况、转化率 (转化率指反硝化过程中 N₂O 产量占去除的 NO_x-N 的质量分数) 和比反硝化速率值. 从中可知, 随着 C/N 比的升高, N₂O 的产量也在升高, 但其绝对数值较小, 这是因为在这 3 种 C/N 条件下, 碳源严重不足, 反硝化进展很慢, 甚至停滞. 从图 3 的比反硝化速率 $[(\text{NO}_x)/(\text{MLSS} \cdot t)]$ 可以看出, 随着 C/N 比的升高, 比反硝化速率有明显的升高, 这也说明了反硝化过程中, 碳源的多少是影响反硝化进行的一个重要因素. 从 N₂O 的转化率来看, C/N 比为 1.2 时最高, 此时系统的 N₂O 转化率达到 0.4%. 总体来说, 当反硝化碳源严重不足时, 虽

然系统产生的 N₂O 量和转化率均不高, 但也严重影响了反硝化效果, 3 种 C/N 比条件下的反硝化率分别为 10%、18.44% 和 33.55%.

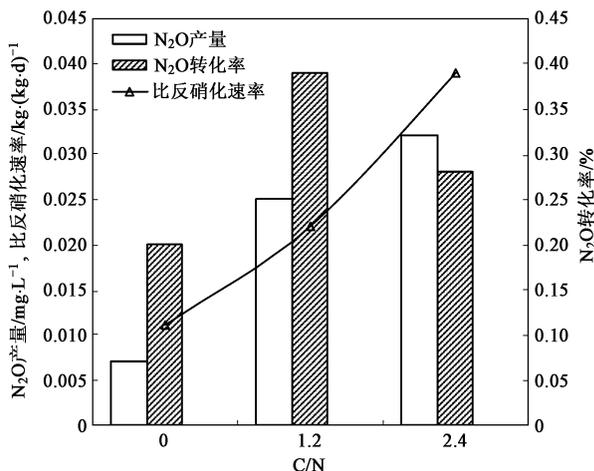


图 3 不同 C/N 比 N₂O 产生量、转化率和比反硝化速率

Fig. 3 N₂O output, conversion rate and specific denitrification rate under different C/N

试验利用外加乙醇作为反硝化碳源调节 C/N 比分别为 3.5、5.0 和 20, 考察在这 3 个 C/N 比条件下 N₂O 产量和转化率等变化规律. 图 4 为这些 C/N 比条件下 N₂O 产量的变化曲线. 当 C/N 比为 3.5 时, 系统 N₂O 产量为 $0.227 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 这约是 C/N 比为 1.2 时产量的 10 倍, 而此时系统的碳源并不充足, 反硝化率仅达到了 71%, 反硝化结束的混合液中仍有部分 NO₂⁻-N. 试验证实利用乙醇作为碳源, C/N 为 5 左右时, 反硝化进行比较充分, 系统碳源基本可以满足反硝化所需, 此时系统的反硝化率达到了 91.41%, 而从图 4 中可以看到, 产生的 N₂O 量为 $0.135 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 较 C/N 比为 3.5 的要少很多, 证明在反硝化过程中, 如果碳源投加不足, 系统不但反硝化率不高, 还会引起 N₂O 量的增高, 这可能是由于碳源不足导致系统反硝化进行不彻底. 而当 C/N 比为 5 时, 系统不但有较高的反硝化率, 产生的 N₂O 量相对也要减少很多. 所以控制适当的 C/N 比对于污水反硝化系统提高反硝化率和减少 N₂O 产量都是十分必要的. 从图 4 还可以看到 C/N 为 20 时, 系统 N₂O 产量又有了大幅升高, 达到了 $0.316 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 该变化曲线与 C/N 为 5 的趋势差不多, 基本上都为一条直线. 这说明系统中的碳源充足, 碳源量不再是反硝化的限制因素, 在反硝化的前 30 min 基本上反应已经结束, 此过程的反硝化率达到了 99.29%, N₂O

也主要产生于前 30 min, 后面变化不大, 所以反应在变化曲线上基本是一条直线. 这也说明在反硝化系统中, 碳源充足可以提高反硝化效率, 但碳源过高就会造成碳源的浪费和 N_2O 产量的增加, 更进一步说明了控制适当的 C/N 比是提高反硝化效率和减少反硝化过程中 N_2O 产生的重要措施.

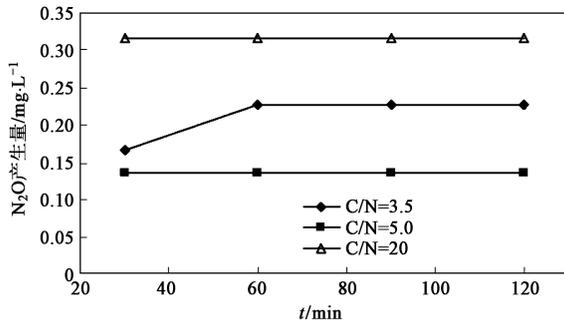


图 4 C/N 比为 3.5、5.0 和 20 时 N_2O 的产量

Fig. 4 Production of N_2O with C/N 3.5, 5.0 and 20

2.2 亚硝酸盐为电子受体反硝化过程中的 N_2O 产量

试验通过投加 $NaNO_2$ 调节反应器中 $NO_2^- - N$ 质量浓度约为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 投加不同量乙醇调节 C/N 比为 0、1.8、2.4、3.0、4.3、5.2、6.6 和 20.6. 图 5 为不同 C/N 比条件下的 N_2O 产量、转化率和比反硝化速率. 从中可见, 在 C/N 比为 0、1.8 时 N_2O 产量均较低, 分别为 0.0732 和 $0.0573 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 但 C/N 比为 0 时 N_2O 转化率较高为 2.72% , C/N 比增到 1.8 时转化率迅速下降到了 0.27% . 而当 C/N 增加到 2.4 时, N_2O 产量和转化率均有所上升, 达到了 $0.120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0.33% . 继续增加 C/N 至 3.0 时, N_2O 产量和转化率均达到了最低值, 分别为 $0.0439 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0.12% . 而之后随着 C/N 的增加, N_2O 产量和转化率先上升后下降, 在 C/N 为 5.2 时达到最高点, 此刻 N_2O 产量和转化率达到 $0.659 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 1.93% . 当 C/N 继续再增加到 20.6 时, N_2O 产量和转化率达到 $0.297 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0.80% . 分析原因可能与 $NO_3^- - N$ 为电子受体反硝化过程中 N_2O 的产量规律类似, 首先在碳源量极少的时候, 系统的 N_2O 产量和转化率均很低, 而随着碳源量的增加, 系统中反硝化碳源出现不足情况 (图 5 中 C/N 为 2.4 时), 此刻导致系统的 N_2O 产量和转化率有所升高, 而随着碳源继续增加, 最佳的 C/N 条件既可以满足系统反硝化需求又可以实现最少的 N_2O 产量 (图 5 中 C/N 为 3.0 时). 从图 5 中还可以看到, $C/N > 3.0$ 后系统的

比反硝化速率变化不大, 系统可以实现反硝化率 99% 以上. 但当 C/N 比过高时系统 N_2O 产量和转化率先上升后下降, 即 $NO_2^- - N$ 为电子受体反硝化过程中 C/N 从 3.0 上升到 5.2 后, N_2O 产量转化率大幅升高, 而当 C/N 过高 > 5.2 后, N_2O 产量转化率又逐渐降低, 但相对产量仍然较高.

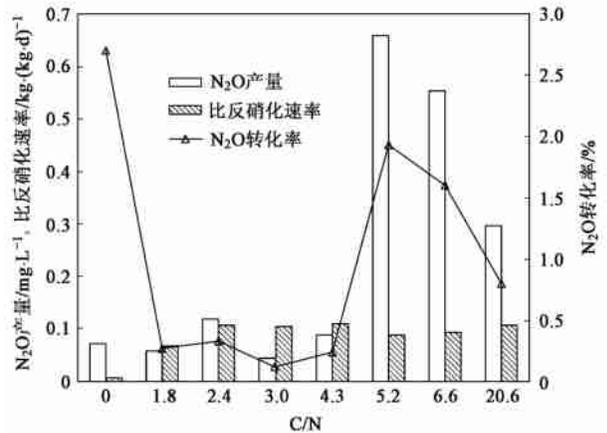


图 5 亚硝酸盐为电子受体不同 C/N 比下 N_2O 产量、转化率和比反硝化速率

Fig. 5 N_2O production, N_2O conversion rate and the specific denitrification rate under different C/N ratios taking nitrite as electron acceptor

3 讨论

由图 6 得知, 以硝酸盐和亚硝酸盐为不同电子受体, 在不同 C/N 比下, 反硝化过程中 N_2O 产量和转化率有共同的特点, 即 N_2O 的产量随 C/N 比的增加出现了 2 个峰 A 和 B, 而且在他们之间会有一个最低点 C, 这个 C 点就是此过程中控制 N_2O 产量的最佳 C/N 比. 以硝酸盐作为电子受体时, A 点以前由于系统碳源量过低, 反硝化率很低, 同时产生的 N_2O 量也很低, 这与 Itokawa 等^[16]的研究结果相反, 他认为在很低 C/N 比条件下, 较高的 N_2O 主要产生于内源反硝化, 但是本试验发现通过内源反硝化 N_2O 产量很少, 并认为这主要是可利用的有机碳源太少, 反硝化反应无法正常进行, 从而影响了 $NO_3^- - N$ 的还原, 进而使得产生的 N_2O 量很少. 而以亚硝酸盐作为电子受体, 内源反硝化时 N_2O 的产量较高, 转化率很高, 这可能是由于 $NO_2^- - N$ 具有的毒性作用造成的. Itokawa 等^[16]认为硝酸盐作为电子受体且 $C/N < 3.5$ 时, 有 20% ~ 30% 的进水总氮以 N_2O 的形式释放了, 而本试验发现 N_2O 的转化率均不高, 这也说

明在污水脱氮过程中较高的 N₂O 主要来源于硝化过程. 从试验数据中还可以看到, 随着 C/N 比的增加比反硝化速率也在增加, C/N 在 3.5 左右时 N₂O 转化率最高, 分别为 0.227 mg·L⁻¹ 和 0.83%. 在 5.0 左右时最低, 产生量和转化率分别为 0.135 mg·L⁻¹ 和 0.41%. 这是因为 C/N 为 3.5 碳源不充分, 造成反硝化不彻底, N₂O 产量增高, C/N 为 5.0 左右时碳源充足, N₂O 产量最少. 但当 C/N 比为 20 时比反硝化速率反而有小幅的下降, 此刻 N₂O 的产量也有较大的跃升, 说明碳源的过高波动也会导致 N₂O 产量增加. 在以亚硝酸盐作为电子受体时得到了同样的结论, 最佳 C/N 出现在 3.0 左右, 产量为 0.044 mg·L⁻¹. 可以看出控制在最佳 C/N 时, 亚硝酸盐作为电子受体确实节约了 40% 左右的碳源量, 且 N₂O 产量远小于硝酸盐型反硝化过程. 但当 C/N 不充足时 (C/N=2.4), 其 N₂O 产量最高值却是硝酸盐作为电子受体 C/N 不充足 (C/N=3.5) 时的 1.89 倍.

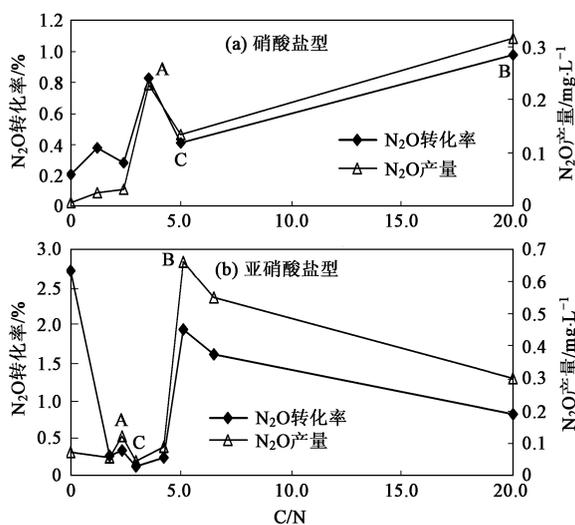


图6 不同电子受体不同 C/N 比条件下 N₂O 的产生量和转化率的变化规律

Fig.6 Variation of N₂O production and conversion rate under different C/N ratio and different electron acceptor

对由于碳源不足引起 N₂O 产量增高, 不同学者有不同的解释, Otte 等^[14] 认为由于 N₂O 还原酶竞争电子的能力最弱, 在电子供体匮乏时, 其活性就受到了抑制, 从而导致了 N₂O 的积累和释放. Greenberg 等^[15] 认为反硝化过程中会有些特殊的菌种, 他们没有 N₂O 还原酶系统, 其代谢终产物就是 N₂O, 从而也导致了低 C/N 比条件下 N₂O 的增多. Itokawa 等^[16] 认为硝酸盐作为电子受体时, 低 C/N 一方面使得反硝

化进行不彻底, 另一方面电子供体缺乏导致了亚硝酸盐的积累, 亚硝酸盐对反硝化的酶系统产生毒害效应, 抑制了 N₂O 还原酶. 由图 7 可知, 在硝酸盐作为电子受体的试验过程中确实也发现, 在碳源不足时容易产生亚硝酸盐积累的结论. 反硝化 60 min 后, 系统的 NO₃⁻-N 基本都小于 1 mg/L, 而此时系统主要以亚硝酸积累为主, 投加的外碳源大部分也被消耗, COD 降至 69 mg/L, 随后由于碳源不足, COD 变化不大, 这导致了系统中亚硝酸盐的积累, 从而抑制了 N₂O 还原酶, 导致了 N₂O 产量的提高. 加之以亚硝酸盐作为电子受体时不同 C/N 比下反硝化过程 N₂O 产生情况的研究, 笔者也认为亚硝酸盐的抑制作用是碳源不足情况下导致 N₂O 产量增加的主要原因, 但具体机制还需要学者们进一步的研究.

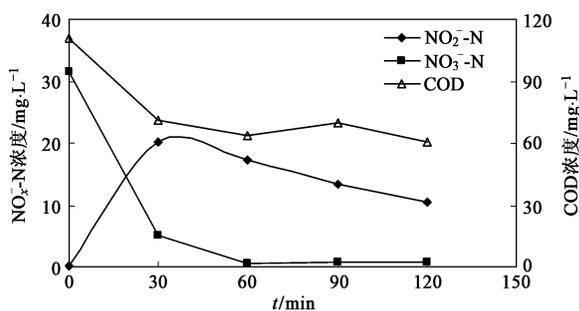


图7 C/N 比为 3.5 时一周期内 NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 和 COD 的变化曲线

Fig.7 Variations of NO₂⁻-N, NO₃⁻-N and COD during C/N 3.5 one cycle

4 结论

(1) C/N 是影响反硝化 N₂O 产量的重要因素, 利用内源碳源反硝化时, 以硝酸盐作为电子受体产生的 N₂O 量较少, 以亚硝酸盐作为电子受体时产生量较高.

(2) 无论以硝酸盐还是亚硝酸盐作为电子受体在不同 C/N 比条件下反硝化, 随 C/N 的增加 N₂O 的产量和转化率都会出现 2 个峰, 一个是碳源不充分时, 另一个是碳源过高时, 控制 N₂O 产量最少的最佳 C/N 就在两峰间. 试验发现以乙醇作为外加碳源, 分别以硝酸盐和亚硝酸盐作为电子受体反硝化的最佳 C/N 分别为 5.0 和 3.0.

(3) 控制在最佳 C/N 条件下, 与硝酸盐型反硝化相比, 亚硝酸盐型反硝化可节省 40% 碳源, 并且 N₂O 产量远少于硝酸盐型反硝化, 但当碳源不充足 (C/N=2.4) 时, 其 N₂O 产量最高值却是硝酸盐型 (C/N=

3.5) 的 1.89 倍。

(4) 硝酸盐作为电子受体时,在 C/N 较低条件下,由于碳源缺乏容易导致亚硝酸盐的积累,这可能是 C/N 比较低时 N_2O 产量较高的一个原因,这也说明此时 $NO_2^- - N$ 的还原成为反硝化的限速步骤。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change: the science of climate change [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- [2] Peter C, Patrick C, Robert H. Nitrous oxide emission from municipal wastewater treatment [J]. Environmental Science Technology, 1995, **29**: 2352-2356.
- [3] Hanaki K, Zheng H, Matsuo T. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater [J]. Water Science and Technology, 1992, **26**(5-6): 1027-1036.
- [4] Zheng H, Hanaki K, Matsuo T. Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater [J]. Water Science and Technology, 1994, **30**(6): 133-141.
- [5] 袁林江, 彭党聪, 王志盈. 短程硝化-反硝化生物脱氮 [J]. 中国给水排水, 2000, **16**(2): 9-31.
- [6] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification and P removal in a lab scale sequencing batch reactor [J]. Journal of Biotechnology and Bioengineering, 2003, **84**(2): 170-178.
- [7] Park K Y, Inamori Y, Mizuochi M, *et al.* Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2000, **90**(3): 247-252.
- [8] 李晓晨, 杨敏, 袁丽梅. 城市污水高效低耗生物脱氮工艺研究 [J]. 江苏环境科技, 2003, **16**(3): 1-3.
- [9] Her J J, Huang J S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough [J]. Bioresource Technology, 1995, **54**(1): 45-51.
- [10] 侯红娟, 王洪洋, 周琪. 进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的影响 [J]. 中国给水排水, 2005, **12**(21-12): 19-23.
- [11] 郑兴灿, 李亚新. 污水除磷脱氮技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998.
- [12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [13] Kimochi Y, Inamori Y, Mizuochi M, *et al.* nitrogen removal and N_2O emission in a full scale domestic wastewater treatment plant with intermittent aeration [J]. J Ferment Bieng, 1998, **86**: 202-206.
- [14] Otte S, Grobber N G, Robertson L A, *et al.* Nitrous oxide production by *Alcaligenes faecalis* under transient and dynamic aerobic and anaerobic conditions [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1996, **62**(7): 2421-2426.
- [15] Greenberg E P, Becker G E. Nitrous oxide as end product of denitrification by strains of fluorescent pseudomonads [J]. Can J Microbiol, 1977, (23): 903-907.
- [16] Itokawa H, Hanaki K. Nitrous oxide production in high loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition [J]. Water Research, 2001, **35**(3): 657-664.